

【調査 1】令和 6 (2024) 年度森林内の放射性セシウムの分布状況調査結果について

1. 背景と目的

林野庁は、福島県における森林内の放射性物質の分布状況を明らかにするため、2011 年度から県内の 3 町村（川内村、大玉村、只見町）に調査地を設け、土壤や落葉層、樹木の葉や幹などの部位別に放射性セシウム濃度とその蓄積量を調査し、公表してきたところです。

放射性セシウム濃度の低下や避難指示の解除を受けて、2017、2021 年度に調査地の見直しを行い、2024 年 7 月～9 月に、2 村 4 箇所（図 1 及び表 1）の 4 林分で、部位別の放射性セシウム濃度とその蓄積量を調査したので、結果を報告します。

2. 調査地

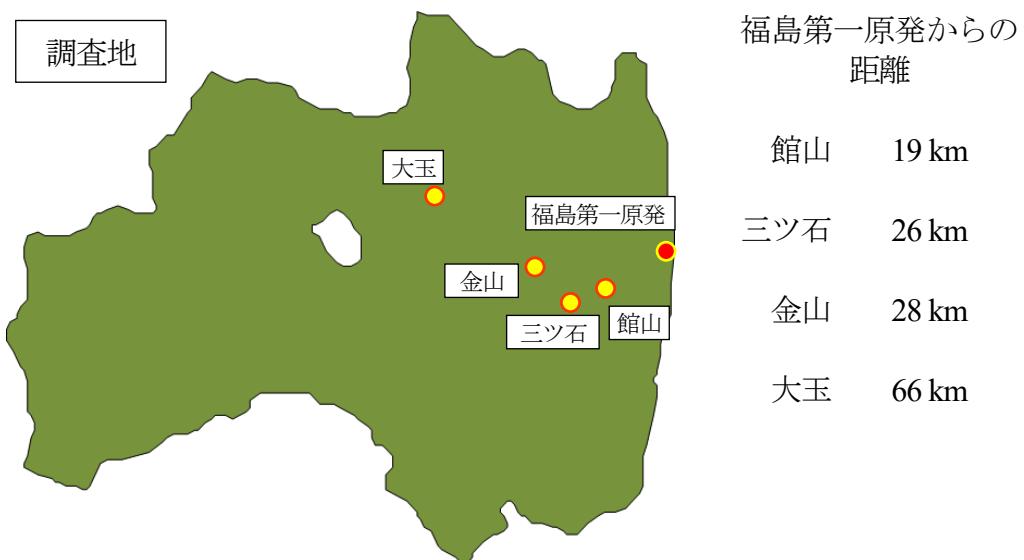


図 1 調査地と福島第一原発からの距離

調査地は、事故のあった福島第一原発から直線距離で 19 km～66 km に位置します（写真 1～4）。今年度は、川内村の 3 調査地（館山アカマツ林、三ツ石スギ林及び金山スギ林）と大玉村の 1 調査地（大玉スギ林）で空間線量率を測定したほか、森林内の土壤や落葉層、樹木の葉や枝、幹などの部位別の放射性セシウム濃度を調査し、森林全体の放射性物質の分布・蓄積量を推計しました（表 1）。

表1 調査地の所在地と調査期間

調査地	所在地	調査期間
館山アカマツ林	福島県双葉郡川内村下川内（磐城森林管理署管内国有林）	2024年8月8日、26～27日 9月24日～25日
三ツ石スギ林	福島県双葉郡川内村下川内（磐城森林管理署管内国有林）	2024年8月8日、19～20日
金山スギ林	福島県双葉郡川内村上川内（村有林）	2024年8月7日、19～20日
大玉スギ林	福島県安達郡大玉村玉井（福島森林管理署管内国有林）	2024年7月25日、29～30日



写真1 館山調査地のアカマツ林



写真2 三ツ石調査地のスギ林



写真3 金山調査地のスギ林

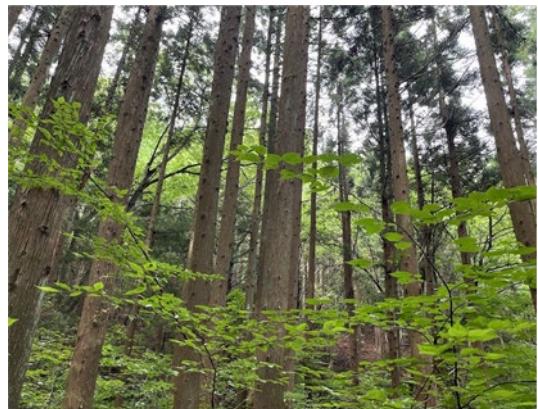


写真4 大玉調査地のスギ林

表2 調査地の優占種、林齢、森林管理状況及び空間線量率

調査地	林齢 (年)	森林管理	空間線量率(μSv/h)*
館山アカマツ林	58	育成林	0.98
三ツ石スギ林	56	育成林	0.70
金山スギ林	68	育成林	0.30
大玉スギ林	55	育成林	0.08

*2024年度の調査期間において地上高1mで測定した平均値

3. 方法

各調査地の優占種、林齢等は表2のとおりです。調査・分析は以下のように昨年度と同様の方法で実施しました。空間線量率は、調査地内を10m間隔で測定しました。調査地の森林の成長量などの基礎的な調査を行い、幹の胸高直径と樹高から幹材積や葉、枝の重量を推定しました。

落葉層及び土壤の分析用の試料は、はじめに落葉層（土壤の上にある落葉や落枝とそれらの腐朽した腐植からなる堆積有機物層）を採取し、その後、土壤採取用の円筒（高さ5cm、内径11cm）を用いて4層（0～5、5～10、10～15、15～20cm）から土壤を採取しました。三ツ石スギ林と金山スギ林の樹木については、各6本の調査木を選定し、樹皮を採取した後、成長錐を用いて材を採取しました。葉、枝の採取は、枝・葉が採取可能な4本（一部、成長錐を採取した樹木と同じものを含む）を調査木として選定し、木登りや高枝切はさみにより樹冠上層と下層の両方から試料を採取しました。一方、館山アカマツ林と大玉スギ林では、調査地周辺でそれぞれ対象木を3本選び、伐倒してから葉、枝、樹皮、材を採取しました。材は実験室で心材と辺材に分けました。

樹木の部位別の試料、落葉層、土壤は乾燥・粉碎した後に、ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリ法で乾燥重量当たりの放射性セシウム(Cs-134, Cs-137)濃度を測定しました。森林の単位面積当たりの放射性セシウム蓄積量は、面積当たりの落葉層、土壤、樹木の各部位の重量に、それぞれの放射性セシウム濃度を乗じて求めました。Cs-134が不検出の場合は、2011年3月15日時点のCs-134濃度とCs-137濃度の比を1:1とし、物理的減衰に基づく理論的な推定式から計算されたCs-134濃度とCs-137濃度の比を用いて、Cs-137濃度からCs-134濃度を推定しました。各林分の放射性セシウム濃度として、その林分で得られたすべての試料の平均値と標準偏差を求めました。以下、放射性セシウム濃度はCs-134とCs-137の合計とします。なお、今年度の測定値は、2024年9月1日を基準日として整理しました。

4. 結果

(1) 空間線量率

2024年度における地上高1mの空間線量率は、館山アカマツ林は0.98μSv/h、三ツ石スギ林は0.70μSv/h、金山スギ林は0.30μSv/h、大玉スギ林は0.08μSv/hで原子力発電所から遠いほど低い値でした（図2）。また、2024年度の値は、2023年度比で95～

107%でした。なお、2011 年度から調査を継続している三ツ石スギ林と大玉スギ林の空間線量率はそれぞれ 2011 年度の値の 23%及び 27%でした。

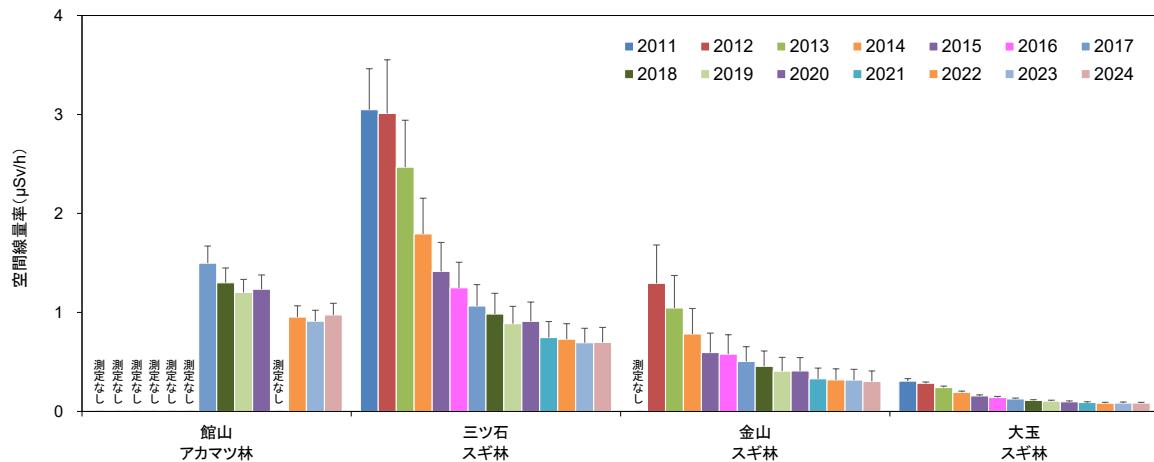


図2 2011～2024 年度の調査地における空間線量率（平均値）の変化
(細線は標準偏差)

（2）部位別の放射性セシウム濃度の変化

スギの葉や枝、樹皮など樹木の部位別の放射性セシウム濃度は、2011 年度もしくは 2012 年度の調査開始以来、全体として低下が続いてきました（図 4～6）。事故後初期と比較すると、葉、枝とともに放射性セシウム濃度の低下傾向の鈍化が明瞭になってきました。また、木材内部の心材と辺材の放射性セシウム濃度については、三ツ石のスギでは、2015～2016 年度頃から辺材、心材ともに放射性セシウム濃度の大きな変動が見られなくなっています。一方で、金山のスギでは辺材の放射性セシウム濃度には、2016 年度以降ほとんど変化が見られませんが、心材の放射性セシウム濃度は 2018 年度頃まで増加が続き、それ以降は大きな変動は見られていません。大玉スギの辺材の放射性セシウム濃度は 2011 年度以降緩やかな減少傾向が見られましたが、心材の放射性セシウム濃度は 2015 年を境に増加から減少に転じました。館山のアカマツの葉、枝、辺材及び心材の放射性セシウム濃度には、2017 年度の調査開始以降、明らかな増減は見られていません（図 3）。アカマツに関しては、樹皮の放射性セシウム濃度でのみ、2017 年度から緩やかな減少が見られています。

落葉層の放射性セシウム濃度は、いずれのスギ林でも、2011 年度あるいは 2012 年度から 2024 年度にかけての 13 年間もしくは 12 年間で、9 割以上低下しました。2017 年度に調査を開始した館山アカマツ林でも、約 6 割の低下が見られました。調査開始から 2019 年度までの減少の仕方に対して、2020 年度以降の変動はごくわずかであり、全体的に放射性セシウム濃度の低下の鈍化傾向が見られました。

土壤は、昨年度までと同様、表層土壤 0～5 cm の放射性セシウム濃度が最も高く、5 cm より深い層の放射性セシウム濃度は、下層ほど低下する傾向を示しました。0～5 cm の放射性セシウム濃度について、全体として 2013 年度以降は、濃度が上昇または低下する一定の傾向は見られませんでした。一方、5～10 cm の層の濃度については、緩やかな増加傾向でした。

館山アカマツ林

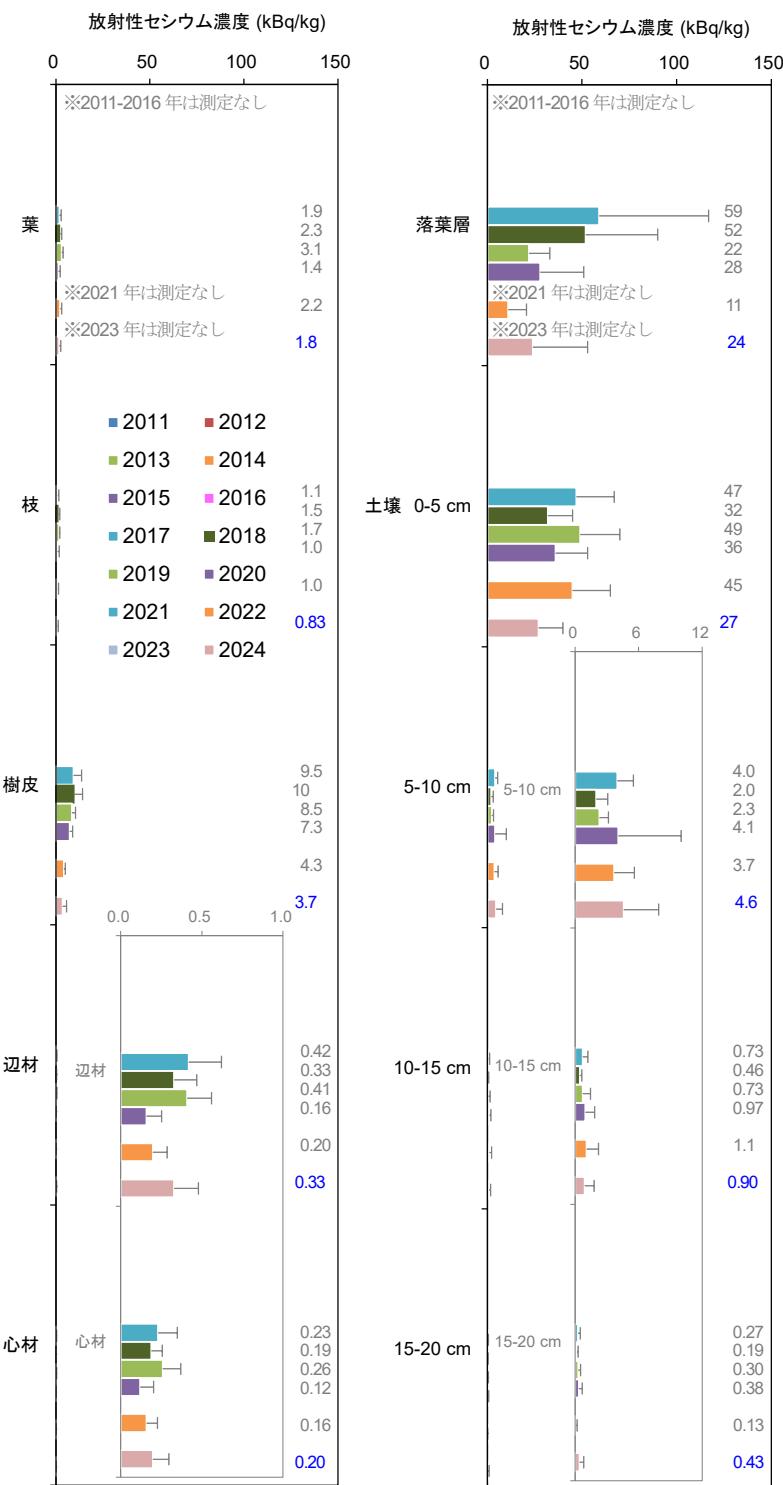


図3 館山アカマツ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化

(細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種（アカマツ）のもの。2011～2016、2021 及び 2023 年度は測定なし。)

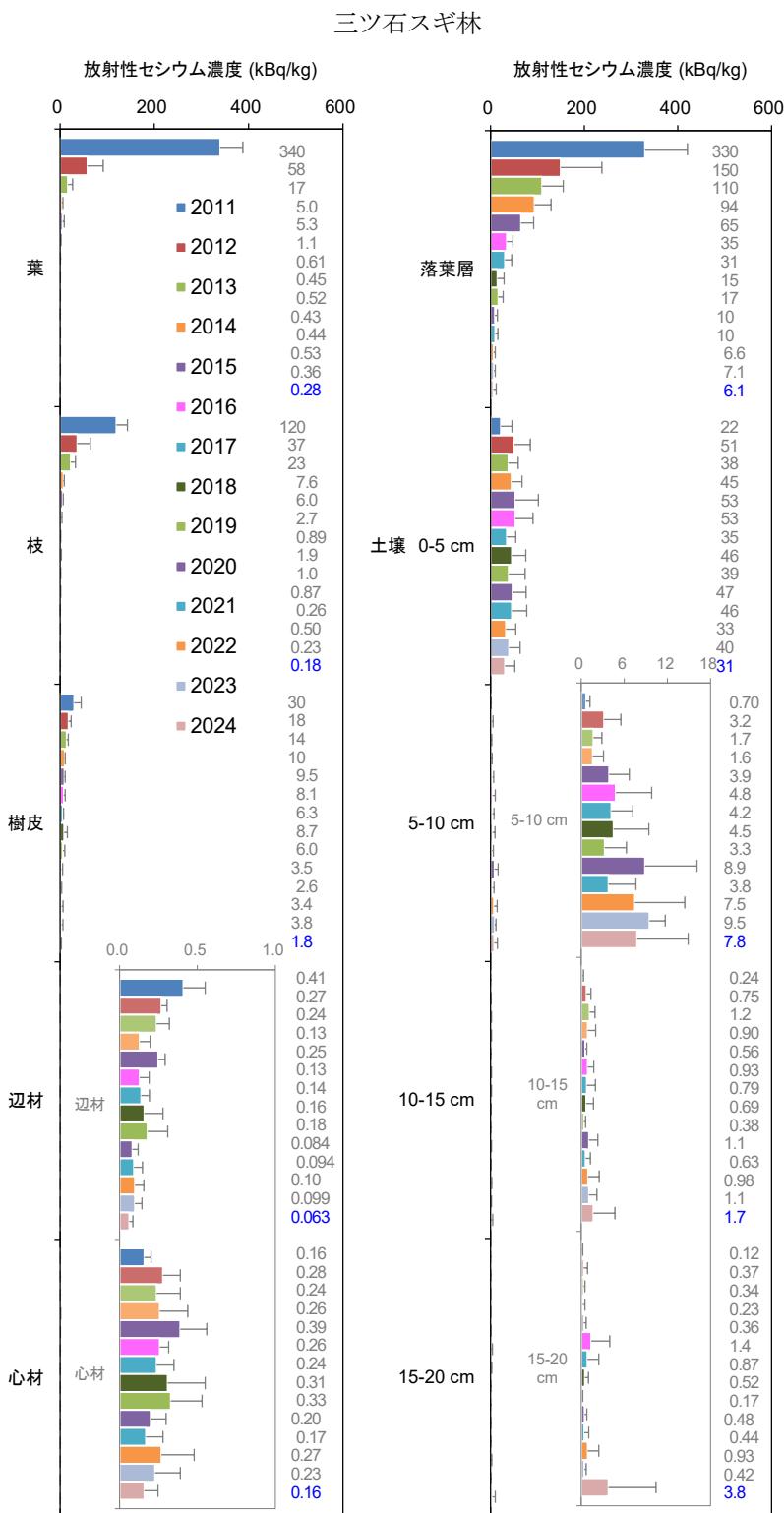


図4 三ツ石スギ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化
(細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種 (スギ) のもの。)

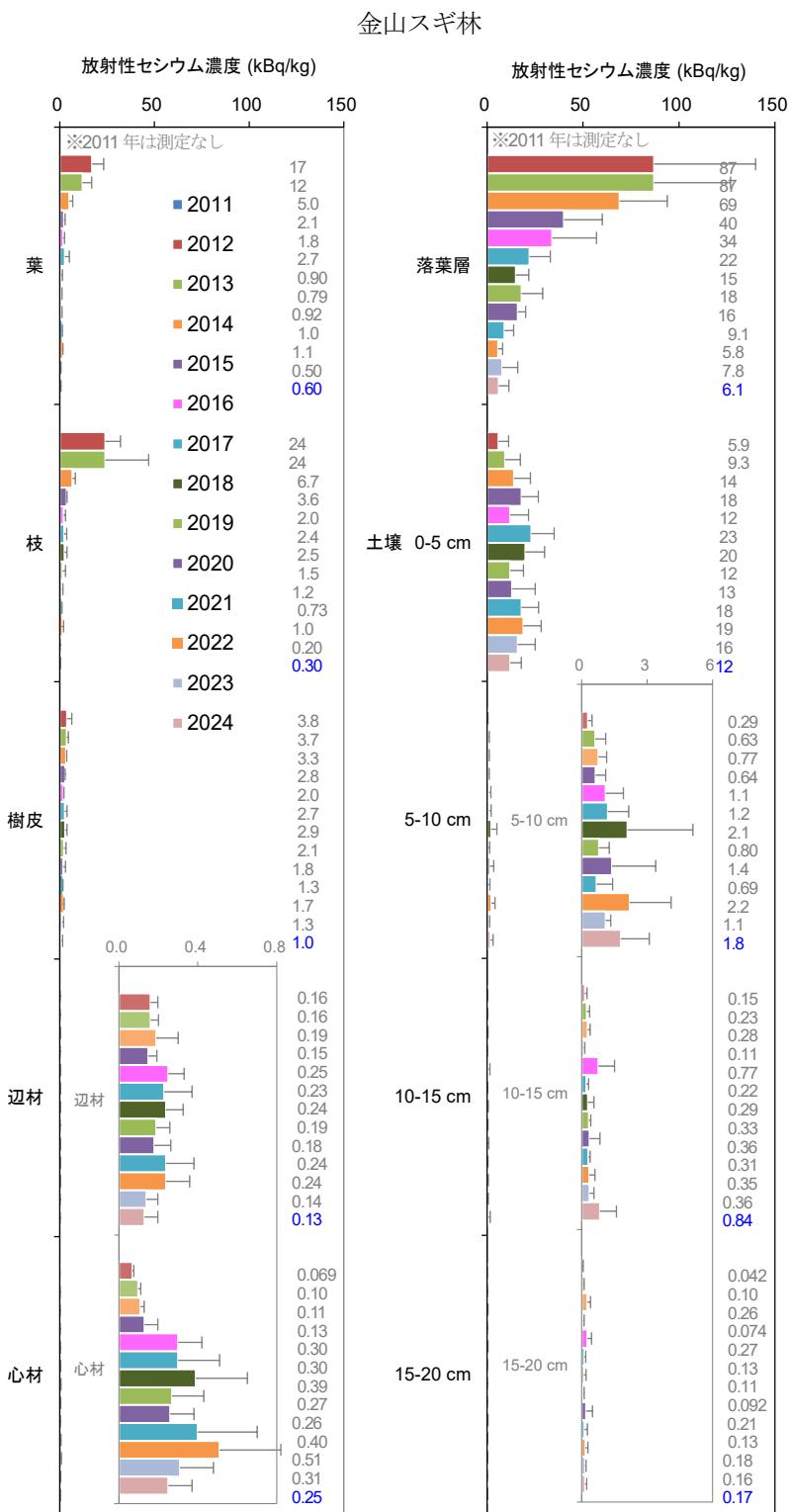


図5 金山スギ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化

(細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種 (スギ) のもの。2011年度は測定なし。)

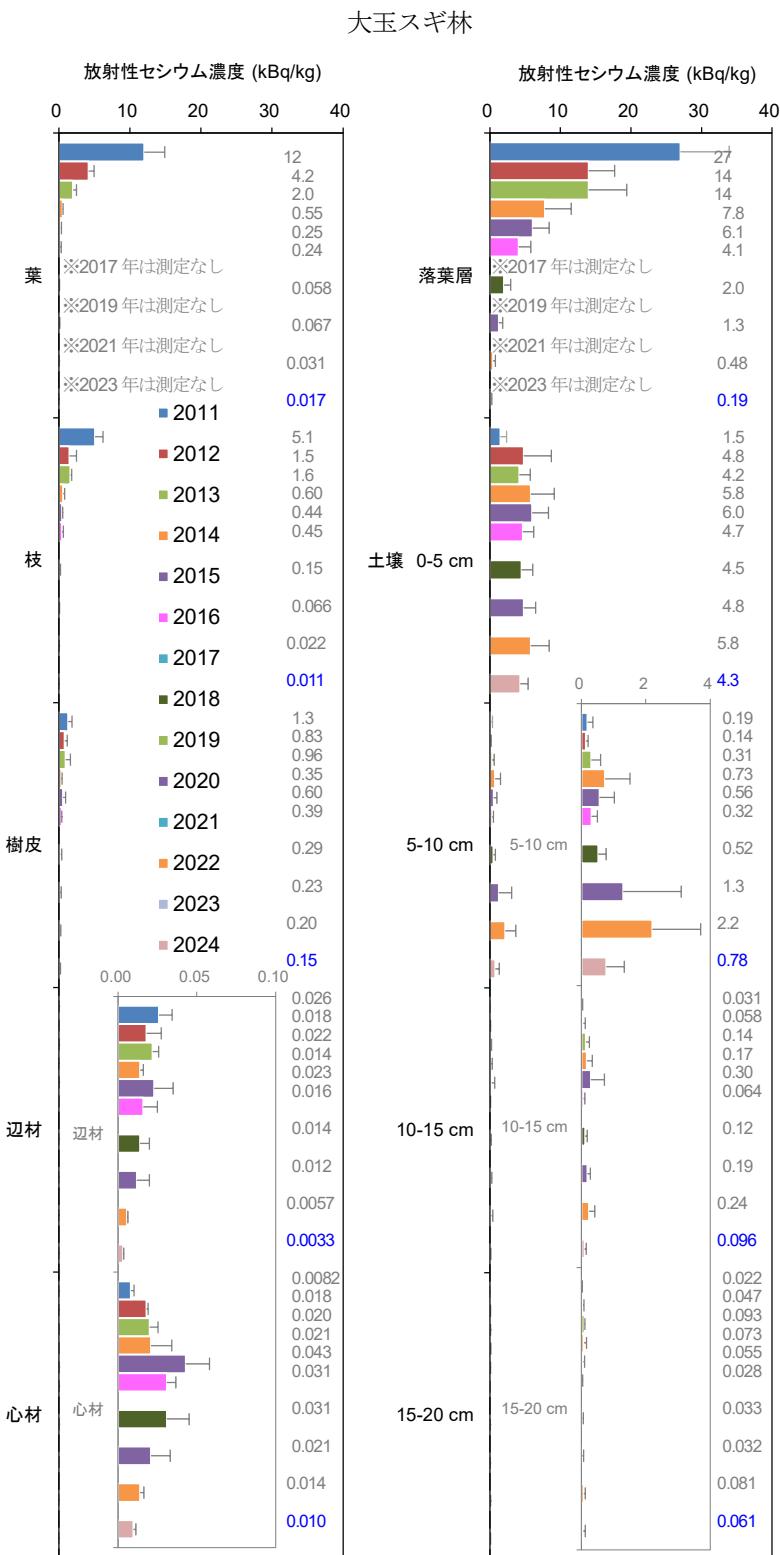


図6 大玉スギ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化

(細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種 (スギ) のもの。2017、2019、2021 及び 2023 年度は測定なし。)

(3) 森林全体の放射性セシウム蓄積量と分布の変化

森林全体の放射性セシウム蓄積量には、いずれの調査地でも2011年度もしくは2012年度の調査開始から2024年度にかけて、緩やかな減少傾向が見られました（図7）。

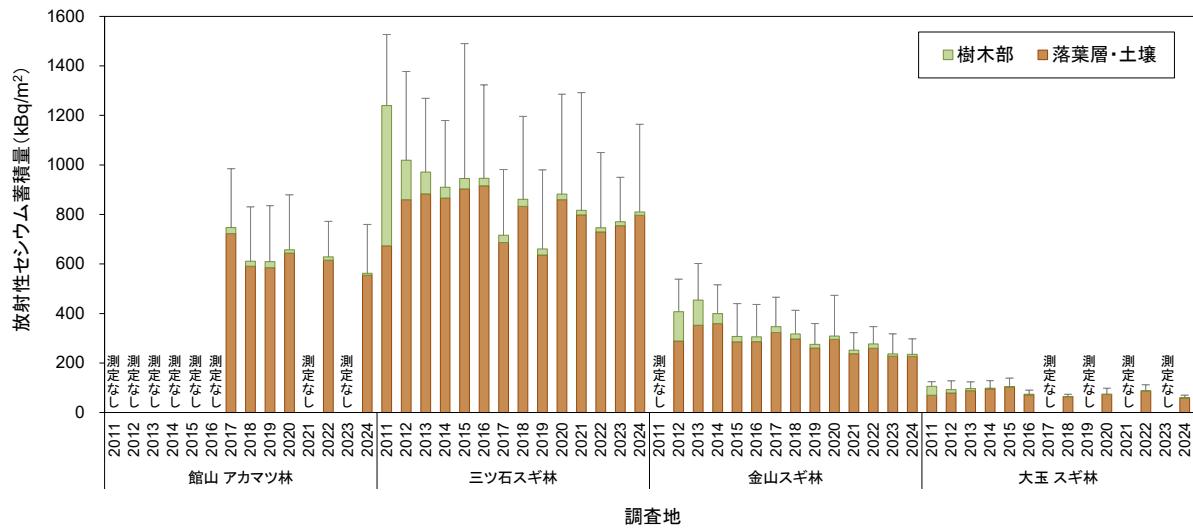


図7 2011～2024年度の森林全体の放射性セシウム蓄積量（平均値）の変化
(細線は標準偏差)

2011 年度から測定している三ツ石スギ林と大玉スギ林について、森林内における樹木及び土壤の部位別の放射性セシウム蓄積量の割合をみると、事故直後の 2011 年度から 2012 年度にかけて土壤の割合が急激に増え、その他の部位の割合が低下するなど大きな変化を示しましたが、2012 年度以降、2024 年度までの変化は小さなものでした(図 8、表 3)。

いずれの調査地でも森林土壤に分布する放射性セシウムの割合は年々徐々に増加するかほぼ同じ値を示し、2024 年度には全体の 96~99%となっていました。落葉層の分布割合は年々低下する傾向にありますが、調査地ごとにその低下速度は異なっていました。三ツ石スギ林や大玉スギ林では急激に減少し 2024 年度までに 2 %以下となりましたが、館山アカマツ林や金山スギ林では 2024 年度においても 10~11%が落葉層に存在していました。葉や枝等の樹木に存在する放射性セシウムの分布割合は 2015 年度まで減少傾向でしたが、2016 年度以降大きな変化は見られなくなっています。

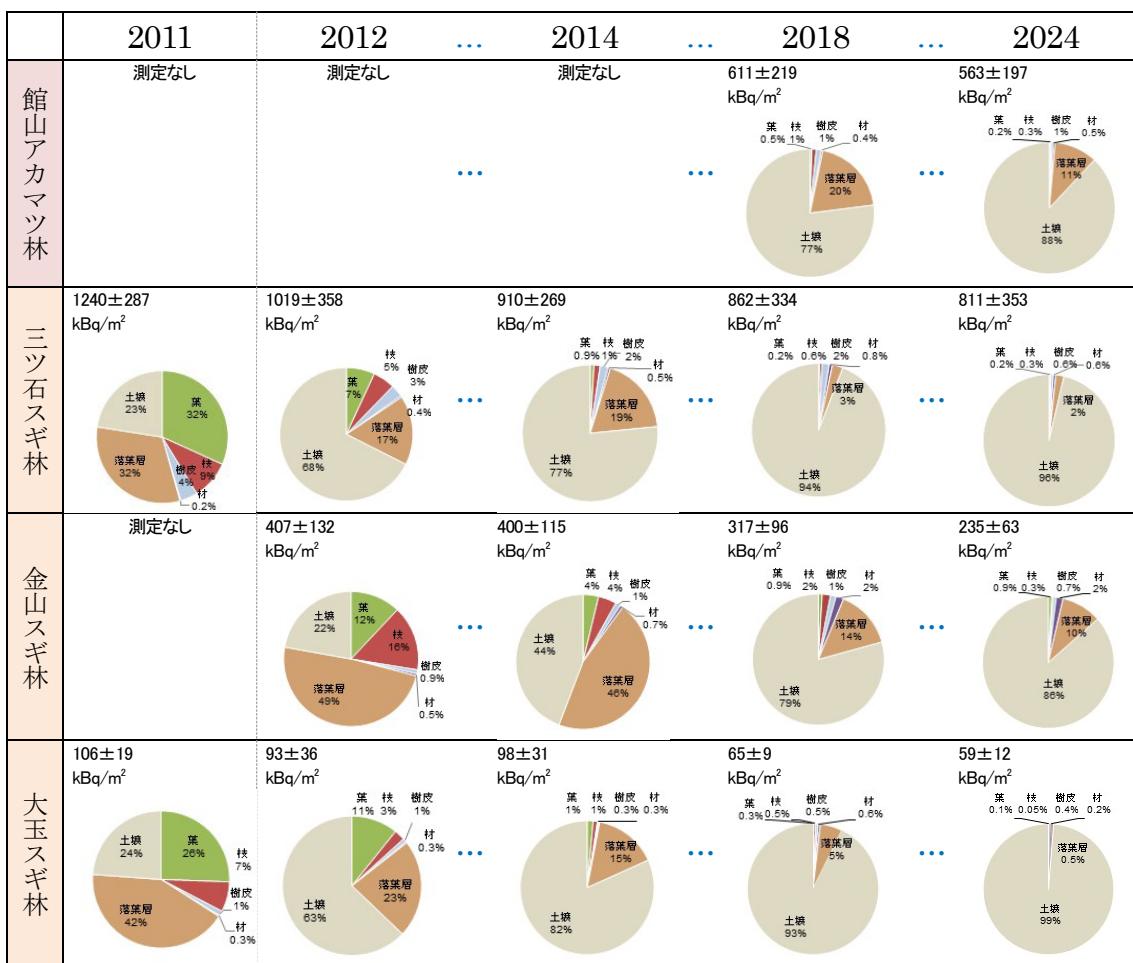


図 8 2011~2024 年度における各調査地の放射性セシウム蓄積量の部位別分布割合
(注) 2013 年度、2015~2017 年度、2019~2023 年度の調査結果は省略。

表3 2011～2024年度における各調査地の放射性セシウム蓄積量の部位別分布割合
(2011年度～2017年度)

		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
館山アカマツ林	葉, 枝	-	-	-	-	-	-	0.5%, 1%
	樹皮	-	-	-	-	-	-	1%
	材	-	-	-	-	-	-	0.5%
	落葉層	-	-	-	-	-	-	15%
	土壤	-	-	-	-	-	-	82%
	合計蓄積量*	-	-	-	-	-	-	747±237
三ツ石スギ林	葉, 枝	32%, 9%	7%, 5%	2%, 3%	0.9%, 1%	0.9%, 1%	0.3%, 0.6%	0.4%, 0.7%
	樹皮	4%	3%	3%	2%	2%	2%	2%
	材	0.2%	0.4%	0.5%	0.5%	0.5%	0.5%	1%
	落葉層	32%	17%	19%	19%	9%	6%	6%
	土壤	23%	68%	72%	77%	87%	91%	90%
	合計蓄積量*	1240±287	1019±358	972±297	910±269	946±544	946±376	716±265
金山スギ林	葉, 枝	-	12%, 16%	8%, 13%	4%, 4%	2%, 3%	2%, 2%	3%, 2%
	樹皮	-	0.9%	1%	1%	1%	1%	1%
	材	-	0.5%	0.5%	0.7%	0.8%	2%	1%
	落葉層	-	49%	52%	46%	31%	35%	16%
	土壤	-	22%	25%	44%	61%	59%	77%
	合計蓄積量*	-	407±132	455±148	400±115	308±132	305±131	347±119
大玉スギ林	葉, 枝	26%, 7%	11%, 3%	5%, 3%	1%, 1%	0.6%, 0.7%	0.9%, 1%	-
	樹皮	1%	0.8%	0.9%	0.3%	0.6%	0.5%	-
	材	0.3%	0.3%	0.3%	0.3%	0.5%	0.5%	-
	落葉層	42%	23%	26%	15%	11%	12%	-
	土壤	24%	63%	65%	82%	86%	85%	-
	合計蓄積量*	106±19	93±36	97±27	98±31	105±34	74±17	-

*単位は kBq/m²

表3 (続き) 2011~2024年度における各調査地の放射性セシウム蓄積量の部位別分布
割合(2018年度~2024年度)

		2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
館山アカマツ林	葉, 枝	0.5%, 1%	0.7%, 2%	0.3%, 0.6%	-	0.5%, 0.7%	-	0.2%, 0.3%
	樹皮	1%	1%	0.8%	-	0.6%	-	0.5%
	材	0.4%	0.6%	0.3%	-	0.3%	-	0.5%
	落葉層	20%	5%	8%	-	3%	-	11%
	土壤	77%	91%	90%	-	95%	-	88%
	合計蓄積量*	611±219	609±225	658±221	-	629±144	-	563±197
三ツ石スギ林	葉, 枝	0.2%, 0.6%	0.3%, 0.6%	0.2%, 0.4%	0.3%, 0.3%	0.3%, 0.5%	0.2%, 0.3%	0.2%, 0.3%
	樹皮	2%	2%	1%	0.8%	0.8%	0.8%	0.6%
	材	0.8%	1%	0.8%	0.8%	0.6%	0.7%	0.6%
	落葉層	3%	5%	2%	2%	1%	1%	2%
	土壤	94%	92%	96%	96%	97%	97%	96%
	合計蓄積量*	862±334	660±319	882±404	816±475	747±304	770±180	811±353
金山スギ林	葉, 枝	0.9%, 2%	1%, 1%	1%, 1%	1%, 1%	2%, 1%	0.8%, 0.2%	0.9%, 0.3%
	樹皮	1%	1%	0.9%	0.8%	1%	1%	0.7%
	材	2%	2%	1%	3%	3%	2%	2%
	落葉層	14%	24%	17%	10%	6%	14%	10%
	土壤	79%	71%	78%	85%	88%	82%	87%
	合計蓄積量*	317±96	275±84	309±164	252±70	277±70	237±81	235±63
大玉スギ林	葉, 枝	0.3%, 0.5%	-	0.3%, 0.2%	-	0.1%, 0.1%	-	0.1%, 0.05%
	樹皮	0.5%	-	0.4%	-	0.4%	-	0.4%
	材	0.6%	-	0.4%	-	0.2%	-	0.2%
	落葉層	5%	-	3%	-	1%	-	0.5%
	土壤	93%	-	95%	-	98%	-	99%
	合計蓄積量*	65±9	-	74±24	-	88±24	-	59±12

*単位は kBq/m²

5. 考察

(1) 空間線量率の変化

2011 年度から 2012 年度にかけて、地上高 1 m の空間線量率にはほとんど低下が見られず、これは森林内の放射性セシウムの分布が樹木の樹冠から林床の落葉層や表層土壤に移行したことが一因と推測しました。その後空間線量率は、毎年、物理的減衰を反映するように低下していました。2024 年度の空間線量率は、金山スギ林のように概ね物理的減衰にしたがって減少した林分と、館山アカマツ林のように減少が見られない林分がありました。林分によって空間線量率の変化傾向が異なった詳しい原因は不明ですが、空間線量率は、気象条件などによっても変動することが報告されていることから、森林土壤の含水率の違いなどが影響しているのかもしれません。調査開始以降、空間線量率は概ね減少する傾向ですが、事故から 13 年が経過し、放射壊変由来の空間線量率の低下が明瞭ではなくなってきています。

(2) 部位別濃度と分布の変化

葉や枝、樹皮など樹木の放射性セシウム濃度は、2011 年度から 2012 年度にかけて大幅に低下しました。大幅な濃度の低下は、放射性セシウムの物理的減衰に加え、雨によって放射性セシウムが洗い流された（洗脱）ためと考えられました。スギの葉の寿命は 4~5 年と言われており、スギなど常緑樹の葉における濃度低下には、雨による洗脱のほか、事故から数年の間、旧葉の落葉と新しい葉の伸長による生え換わりが続いたことも影響したと考えられます。このような移動しやすい放射性セシウムの動きが収まったため、現在では放射性セシウム濃度の変化が小さくなっています。枝の放射性セシウム濃度は低下傾向にありますが、2011 年度から 2014 年度までの低下に比べて 2014 年度以降の濃度低下は緩やかになり、明瞭な変化傾向が見られなくなっています。樹皮の濃度も低下傾向にありますが、枝に比べて濃度の低下は緩やかです。

一部のスギの心材では、これまでに放射性セシウム濃度の増加傾向が見られたことから、樹木の根による吸収が起きている可能性があります。しかし、材以外の他の部位においてはこれまでに明瞭な増加は認められていないこと、近年では材での濃度増加もほとんど見られないことから、森林内における部位別の放射性セシウム蓄積割合を大きく変えるほど多くの吸収は起きていないと考えられます。また、スギでは辺材から心材に向けてセシウムが移動することが様々な研究で示唆されており、今回の調査でもスギ心材の放射性セシウム濃度が辺材に比べてやや高い傾向が見られました。今後も調査を継続し、樹木への吸収や樹体内分布の変化を注視していく必要があります。

2011 年度から 2012 年度にかけて、三ツ石スギ林と大玉スギ林では落葉層の放射性セシウム濃度が約半分に低下しました。この濃度低下は、雨によって落葉層の放射性セシウムが溶け出した（溶脱）ことや、落葉層の分解によって放射性セシウムが下方移動したためと考えられます。樹木や落葉層から洗脱・溶脱した放射性セシウムが土壤の表層で保持された結果、表層土壤（0 ~ 5 cm）の放射性セシウム濃度は、2012 年度に増加しました。2012 年度以降、いずれの調査地でも落葉層の濃度には低下傾向が見られますが、2024 年度は前回調査と概ね同等の濃度となっており、低下の鈍化傾向が見られ

ます。表層土壤の濃度はいずれの調査地でも 2013 年度頃まで増加傾向を示しましたが、以降は濃度変化に一定の傾向は確認できず、2024 年度の結果も変動の範囲内にありました。5 cm より深い層の土壤の放射性セシウム濃度は表層土壤より大幅に低い状態が続いているが、緩やかながら濃度の増加が見られることから、放射性セシウムの下方移動が生じていると考えられるものの、明瞭な変化は見られませんでした。

（3）放射性セシウム分布割合と森林全体の蓄積量の評価

森林内に蓄積した放射性セシウムの部位別の分布割合は、放射性セシウムの濃度変化を反映し、2011 年度から 2012 年度にかけて樹木の割合が低下し、土壤の割合が大きく増加しました。落葉層に蓄積する放射性セシウムの割合は年々減少する傾向が認められます、落葉層中の蓄積割合は林分ごとに異なり、2024 年度において三ツ石スギ林や大玉スギ林では 1 % 以下と低く、館山アカマツ林や金山スギ林では 10~11% と高くなっています。このような違いがどうして生じるかや、今後もその傾向が続くのかなどについて、さらに調査が必要です。

森林全体の放射性セシウム蓄積量は、緩やかな減少傾向を示していますが大きなばらつきがあります。放射性セシウムによる放射能が毎年物理的に弱まっていくものであることを考慮すると、推定誤差は大きいものの、森林に沈着した放射性セシウムは、分布の主体を土壤に移行しつつ、森林内に留まっているものと考えられます。

（4）森林生態系の放射性セシウムの循環

チョルノービリの調査等から、放射性セシウムは森林生態系に留まり、その一部は内部循環するといわれています。これまでの調査から、2011 年度当時、福島第一原発事故で上空から降下した放射性セシウムは、常緑樹や落葉樹といった樹木の形状の違いを反映し、部位別の濃度に差が認められました。放射性セシウムは比較的移動しやすいため、2012 年度には樹木に付着した放射性セシウムの多くが落葉層や土壤に移動しました。その後、樹木に分布する放射性セシウムの割合が少しづつ低下し、落葉層に分布する割合も低下する一方、土壤に分布する割合が増加しましたが、2016 年度以降その変化は小さく推移しています。これまでの調査から、森林全体の放射性セシウムの蓄積量の経年変化が少なく、かつ大部分が土壤表層付近に留まっている状況や、溪流水中の放射性セシウム濃度の調査結果等から、放射性セシウムは森林内に留まり、森林外への流出量は少ないと考えられます。さらに、事故から時間が経っても木材中の放射性セシウム濃度の低下が小さいことから、樹木が根を通じて土壤から放射性セシウムを吸収している可能性が高いと考えられます。樹木の放射性セシウムの吸収量や、どの部位に多く蓄積するのかは樹種によって異なる他、土壤や立地等の生育環境によっても異なると考えられます。

森林生態系における放射性セシウムの動態を解明し、森林・林業の再生へ向けた対策に役立てるため、今後も継続した調査が必要です。